





Aplicações de modelos de remoção de fósforo em uma estação de tratamento de esgoto




Applications of phosphorus removal models in a wastewater treatment plant

- **Data de entrada:**
09/12/2025
- **Data de aprovação:**
23/03/2026

Jadyni Ester Matos e Silva^{1*} | Clara Beatryz Gomes Vieira¹ | Lyndyanne Dias Martins² | Francisca Adriana Fernandes Simões³ | Germário Marcos Araújo³ | Raimundo Nonato Pereira Teixeira¹ | Yannice Tatiane da Costa Santos³

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2026.130>

Silva JEM  <https://orcid.org/0009-0001-3917-5233>
Vieira CBG  <https://orcid.org/0009-0009-3387-9705>
Martins LDM  <https://orcid.org/0000-0002-2384-0980>
Simões FAF  <https://orcid.org/0000-0003-2411-411X>

Araújo GM  <https://orcid.org/0000-0002-3388-0265>
Teixeira RNP  <https://orcid.org/0000-0002-2931-5087>
Santos YTC  <https://orcid.org/0000-0002-6730-1815>

Resumo

O Brasil ainda enfrenta desafios na coleta e no tratamento de esgoto, especialmente no Nordeste. As lagoas de estabilização são alternativas de baixo custo e eficientes na remoção de matéria orgânica, porém menos eficazes na remoção de nutrientes como o fósforo. O presente estudo avaliou a remoção de fósforo total e do ortofosfato solúvel no sistema de lagoas de estabilização da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Malvas, em Juazeiro do Norte (CE). Foram realizadas nove coletas entre novembro de 2023 e junho de 2024, com análises laboratoriais conforme o *Standard Methods*. Aplicaram-se quatro modelos matemáticos – mistura completa, fluxo pistão, fluxo disperso e o modelo de reservatório de Vollenweider (1968) – ajustados no software OriginPro 8.5, com avaliação por R^2 ajustado, MSE, RMSE e AIC. Os resultados indicaram baixa eficiência de remoção, com concentrações superiores de fósforo no efluente final, o que sugere reciclagem interna associada à biomassa algal e à liberação de sedimentos. O modelo de reservatório apresentou melhor desempenho estatístico; contudo, o elevado assoreamento e a redução do volume útil comprometem o regime hidráulico e limitam a capacidade preditiva dos modelos, evidenciando a necessidade de requalificação estrutural do sistema.

Palavras-chave: Fósforo Total. Ortofosfato Solúvel. Modelos. Desempenho. Lagoa.

Abstract

Brazil still faces challenges in sewage collection and treatment, especially in its Northeast. Stabilization ponds offer low-cost alternatives that efficiently remove organic matter. However, they less effectively remove nutrients such as phosphorus. This study evaluated the removal of total phosphorus and soluble orthophosphate in the stabilization pond system of the Malvas wastewater treatment plant located in Juazeiro do Norte (CE). In total, nine sampling campaigns were carried out from November 2023 to June 2024, with laboratory analyses performed according to standard methods. Overall, four mathematical models were applied — complete mix, plug flow, dispersed flow, and the reservoir model proposed by Vollenweider (1968) — adjusted using OriginPro 8.5 and evaluated via adjusted R^2 , MSE, RMSE, and AIC. The results indicated low removal efficiency, with instances of increased phosphorus concentrations in the final effluent, suggesting internal recycling associated with algal biomass and sediment release. The reservoir model showed the best statistical performance. However, significant

¹ Universidade Regional do Cariri – Campus Pimenta – Crato – Ceará – Brasil.

² Universidade Federal de Pernambuco – Campus Recife – Recife – Pernambuco – Brasil.

³ Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – Campus Juazeiro do Norte – Juazeiro do Norte – Ceará – Brasil.

* **Autor correspondente:** jadyni.matos@urca.br

siltation and reduced useful volume compromise the hydraulic regime and limit the predictive capacity of the models, highlighting the need for the structural rehabilitation of the system.

Keywords: Total Phosphorus. Soluble orthophosphate. Models; Performance. Pond.

1 INTRODUÇÃO

O Brasil ainda apresenta deficiência significativa na cobertura do saneamento básico. Embora o abastecimento de água atenda grande parte da população, apenas 51,2% do esgoto é coletado e um percentual ainda menor é tratado (Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS, 2021). No Nordeste, a situação é mais crítica: no Ceará, por exemplo, a cobertura de coleta e tratamento chega apenas a 40%, evidenciando um grande desafio para a universalização desse serviço. Nesse contexto, as lagoas de estabilização se destacam no país por seu baixo custo operacional, clima favorável e boa eficiência na remoção de matéria orgânica (Von Sperling, 2002). Essas unidades funcionam como reservatórios artificiais que reproduzem processos naturais de depuração por mecanismos físicos, químicos e biológicos (Nunes, 2012), cuja eficiência depende de fatores como temperatura, oxigênio dissolvido, pH, nutrientes e carga orgânica (Von Sperling, 2017).

As lagoas geralmente apresentam eficiências elevadas: entre 75% e 85% na remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e até 99,9% na remoção de coliformes; já para a remoção de fósforo, a eficiência costuma ser baixa, geralmente entre 15 e 50% (Garcia *et al.*, 2000; Picot *et al.*, 1992; Racault *et al.*, 1995), mas, em média, os sistemas de lagoas operam com 40% de remoção do nutriente. Para Cavalcanti (2003), é necessário um aumento do pH para que uma fração considerável de nitrogênio e fósforo seja removida no sistema de lagoas, entre outros fatores biológicos e operacionais.

O excesso desse nutriente contribui para a eutrofização, intensificando a proliferação algal e causando impactos como perda de transparência

e alteração da biodiversidade (Mota; Von Sperling, 2009). Nesse cenário, o presente trabalho aplica quatro modelos – mistura completa, fluxo pistão, fluxo disperso e o modelo de reservatório proposto por Vollenweider (1968) – para analisar a remoção de fósforo total e ortofosfato solúvel na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Malvas, em Juazeiro do Norte (CE), a fim de identificar o modelo que melhor representa o processo de depuração e subsidiar propostas de melhoria operacional do sistema.

2 METODOLOGIA

2.1 Coletas e Análises

O estudo foi realizado no sistema de lagoas de estabilização da ETE Malvas, localizado em Juazeiro do Norte, no extremo Sul do estado do Ceará, no chamado Vale do Cariri, distante cerca de 560 km de Fortaleza pela BR 116. O município possui uma área territorial de 258,788 km² e 286.120 habitantes (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, 2022).

A Estação adota o modelo de sistema australiano, com o tratamento preliminar (gradeamento, caixa de areia e calha Parshall). Logo depois, é composta por duas lagoas anaeróbias, em paralelo com um ponto de mistura, seguidas por duas lagoas facultativas de mesmo esquema e uma lagoa de maturação (Figura 1).

Os pontos de coleta adotados foram a caixa de mistura na saída das lagoas anaeróbias (valores de entrada das lagoas facultativas), a caixa de mistura das lagoas facultativas (valores de saída das lagoas facultativas/entrada da lagoa de maturação) e a caixa de saída da lagoa de maturação (valores de saída dela).

Para o desenvolvimento do estudo, foram realizadas nove coletas entre os meses de novembro de 2023 e junho de 2024, com frequência quinzenal e sempre pela manhã, entre 8 e 9 horas. Os métodos analíticos utilizados para as análises das amostras foram os métodos padronizados e descritos no

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (American Public Health Association – APHA; American Water Works Association – AWWA; World Economic Forum – WEF, 2017). Os parâmetros escolhidos para a realização do estudo estão dispostos na Tabela 1.



Figura 1 – Esquemática do sistema de lagoas e Pontos de Coleta da ETE Malvas.

Tabela 1 – Parâmetros Analisados.

Parâmetros	Método	Referência
Temperatura	Termômetro Filamento de Mercúrio	APHA, AWWA e WEF (2017)
pH	Potenciométrico	
Ortofosfato Solúvel	Ácido Ascórbico/Espectrofotômetro	
Fósforo Total	Ácido Ascórbico/Espectrofotômetro/ Digestão	

2.2 Software Origin Pro e Equações

Para o processamento dos dados e a adequação aos modelos, foi utilizado o software OriginPro 8.5 (versão para estudante), que é disponibilizado para download na página da OriginLab.

O programa é um software gráfico de análise de dados e estatística que permite rodar equações lineares e não lineares, ajustando os dados de forma que evidencie os fenômenos estudados e gerando os valores das funções de erro descritas na Tabela 2.

Tabela 2 – Funções Erro.

Função	Equações	Parâmetros
R ² ajustado	$R^2_{aj} = 1 - \frac{(1 - R^2)(N - 1)}{N - P - 1}$	P: Número de parâmetros do modelo N: Tamanho da amostra (número de dados experimentais) R ² : Coeficiente de determinação q _{exp} : concentração de saída de fósforo q _{model} : concentração de fósforo pelo modelo v: grau de Liberdade σ = desvio padrão N = número de amostras k = Número de parâmetros do modelo
Erro Padrão (Standard Error)	$SE = \frac{\sigma}{\sqrt{N}}$	
Soma Residual de Quadrados (Residual Sum of Squares)	$RSS = \sum_{i=1}^N (q_{exp} - q_{model})^2$	
Qui-quadrado reduzido (Reduced chi-square)	$\chi^2 = \sum_{i=1}^N \frac{(q_{exp} - q_{model})^2}{q_{exp}}$	
Erro Quadrático Médio (Mean Squared Error)	$MSE = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (q_{exp} - q_{model})^2$	
Raiz do Erro Quadrático Médio (Root Mean Square Error)	$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (q_{exp} - q_{model})^2}$	
Critério de Informação de Akaike (Akaike Information Criteria)	$AIC = 2k + n \cdot \ln\left(\frac{RSS}{v}\right)$	
Akaike Corrigido (Akaike Information Criteria corrected)	$AICc = AIC + \frac{2K(K-1)}{N-K-1}$	

Fonte: Adaptado de Costa Santos et al. (2024).

No desenvolvimento da modelagem, adotaram-se algumas especificações para a geração dos dados; entre elas estão:

- A adoção das lagoas facultativas como um único sistema, considerando a vazão de entrada no módulo e o Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) médio das duas lagoas, visto que a coleta foi realizada no ponto de mistura do sistema em paralelo (Figura 2).
- A exclusão dos dados de fósforo total e ortofosfato solúvel para as lagoas anaeróbias e conseqüentemente para o Esgoto Bruto. As lagoas apresentam um acúmulo de lodo, possuindo apenas 31% e 30% de volume útil, respectivamente, e em torno de 70% de sedimento.

Essa condição compromete significativamente o regime hidráulico previsto em projeto, reduz o TDH

efetivo e favorece a ocorrência de zonas mortas, curtos-circuitos e processos intensificados de ressuspensão e reciclagem interna de fósforo. Tais fatores introduzem variabilidade adicional não associada ao comportamento hidráulico ideal ou às condições típicas de operação, podendo distorcer a calibração e a comparação dos modelos matemáticos.

Dessa forma, a exclusão desses dados teve como objetivo minimizar interferências estruturais severas e garantir maior consistência na análise comparativa dos modelos aplicados às lagoas facultativas e de maturação, cujas condições operacionais, embora também impactadas, apresentam maior estabilidade hidráulica relativa. É possível visualizar a esquematização das lagoas analisadas na Figura 2.

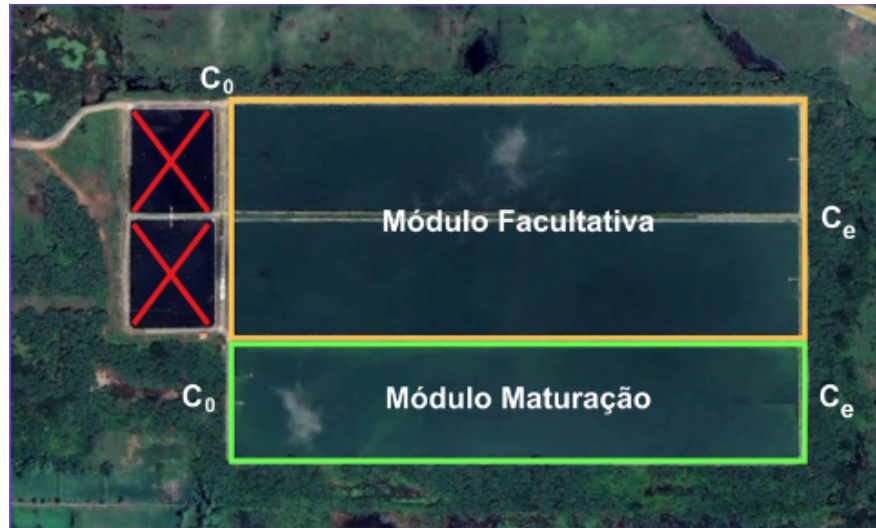


Figura 2 – Lagoas utilizadas no estudo.

Com esses pontos estabelecidos, foram adotados quatro modelos para a realização da modelagem: três modelos hidráulicos (Mistura Completa, Fluxo Pistão e Fluxo Disperso) e um de reservatório (Vollenweider, 1968). O modelo que representar o fenômeno com maior adequação será selecionado com base na apresentação dos menores valores das “funções erro”, um R^2 ajustado que mais se aproxime de 1 e o que melhor se comportar entre as comparações estatísticas.

Os modelos rodam com 400 iterações e uma tolerância de 1 E^9 . O ajuste dos parâmetros foi realizado no software OriginPro 8.5, utilizando o módulo Nonlinear Curve Fit (NLFit). O algoritmo empregado foi o método Levenberg–Marquardt modificado (Trust Region), apropriado para problemas de regressão não linear com múltiplos parâmetros e reconhecido por sua estabilidade numérica e eficiência computacional. O critério de convergência adotado considera:

- Variação relativa da função objetivo inferior a 10^{-9} ;
- Tolerância numérica definida pelo parâmetro interno do algoritmo;
- Limite de 400 iterações.

A escolha desse limite foi definida como critério de segurança para garantir a estabilização da função objetivo, sendo verificado que a convergência ocorria antes do número máximo de iterações na maioria dos ajustes realizados. A robustez da calibração foi avaliada por meio da análise da sensibilidade às condições iniciais e da verificação da estabilidade dos parâmetros estimados frente a diferentes valores iniciais, reduzindo o risco de convergência para locais mínimos.

As equações foram detalhadas da seguinte forma, nas quais:

C_e = concentração de fósforo total/ortofosfato final (mgP/L)

C_0 = concentração de fósforo total/ortofosfato inicial (mgP/L)

k = coeficiente de depuração

T = TDH (dia)

e = número de Euler, adotado 2,72

d = número de dispersão (adimensional)

$a = \sqrt{1 + 4.k.T.d}$

Equação para o modelo de Mistura Completa

$$C_e = \frac{C_o}{1+k.T} \quad (1)$$

Equação para o modelo de Fluxo Pistão

$$C_e = C_o.e^{-k.T} \quad (2)$$

Equação para o modelo de Fluxo Disperso

$$C_e = C_o \cdot \frac{4ae^{1/2d}}{(1+a)^2 e^{a/2d} - (1-a)^2 e^{-a/2d}} \quad (3)$$

Equação para o modelo de Reservatório de Vollenweider (1968)

$$P = P_o.e^{-\lambda T} + \frac{W}{\lambda V}(1 - e^{-\lambda T}) \quad (4)$$

Nas quais:

P = concentração de fósforo total/ortofosfato ao longo do tempo (kg/m³)

P_o = concentração de fósforo total/ortofosfato inicial (kg/m³)

T = tempo (s)

V = volume do lago ou reservatório (m³)

W = carga de fósforo afluyente (kg/s), definido por Q*Po/1000

Q = vazão de saída do reservatório (m³/s)

$$\lambda = \frac{k+1}{TDH}, \text{ em que}$$

k = coeficiente de depuração

TDH = tempo de detenção hidráulica (s).

Para realizar a modelagem, foram necessários dados como volume, TDH e dimensões (comprimento x largura), disponíveis no projeto do sistema ETE Malvas, cuja vazão nominal era de 260 L/s. O valor de vazão média atual, cedido pela companhia responsável ao longo das coletas, foi de 148,7 L/s, sendo posteriormente convertido para m³/d (Tabela 3). Além disso, foi possível calcular os valores de TDH atual para as lagoas, em relação a sua vazão média e volume. Ressalta-se que, para os cálculos dos modelos, foi utilizado o TDH das lagoas facultativas como sistema único, realizando-se uma média, ou seja, 12,59 dias.

Os valores da área, profundidade e dimensões (comprimento x largura) foram adotados do projeto do sistema e o volume real, da batimetria realizada pela companhia (Figura 3), sendo possível perceber o assoreamento das lagoas com a diferença dos volumes de projeto para os atuais.

Tabela 3 – Dimensões utilizadas para os cálculos dos modelos.

	A (m ²)	Profundidade (m)	Qmed (m ³ /d)	V (m ³)	Comp. X Larg. (m)	TDH (d)
LF 1	58.879,55	1,5	12.847,68	85.903,77	558,1x105,05	13,37
LF 2	58.879,55	1,5		75.848,11	558,1x105,05	11,81
LM	63.455,97	1,3		76.282,37	558,1x113,7	5,94

A = área em m²; Qmed = vazão média em m³/d; V = volume em m³; Comp.XLarg = comprimento x largura em m; TDH = tempo de detenção hidráulica em dias.

ETE Malvas - Juazeiro do Norte					
Unidades	Anaeróbia 01	Anaeróbia 02	Facultativa 01	Facultativa 02	Maturação
Volume Total (m ³)	30.583,75	26.720,66	99.623,30	97.093,67	91.724,69
Volume Massa Líquida (m ³)	9.623,29	8.147,83	85.903,77	75.848,11	76.282,37
Volume Sedimentos (m ³)	20.960,46	18.572,83	13.719,53	21.245,56	15.442,33
Volume útil (%)	31,47%	30,49%	86,23%	78,12%	83,16%
TDH (Para situação atual de 140 l/s)	1,59	1,35	14,31	12,64	6,67

Figura 3 – Batimetria realizada pela Companhia Ambiental Ceará.

Fonte: Companhia Ambiental Ceará (2024).

Para análise estatística dos resultados, utilizaram-se as métricas do Erro Quadrático Médio (MSE), Raiz do Erro Quadrático Médio (RMSE), Critério de Informação de Akaike (AIC) e Critério de Informação de Akaike Corrigido (AICc), adequadas para a comparação e seleção de modelos.

3 RESULTADOS

3.1 Concentração de Fósforo Total e Ortofosfato Solúvel

Com a exclusão dos dados de Esgoto Bruto (EB) e lagoa anaeróbia, as concentrações analisadas no estudo foram apenas de entrada e saída dos sistemas de lagoas facultativas-maturação.

A Figura 4 apresenta o gráfico referente à concentração de fósforo total ao longo das coletas e a eficiência de sua remoção.

Para o fósforo total, as concentrações de entrada das lagoas facultativas variaram entre 3,25 mgP/L e 42,27 mgP/L e, para saída na lagoa de maturação, entre 1,57 mgP/L e 26,7 mgP/L. É possível perceber na Figura 4 que, em várias coletas, o valor de entrada fica igualado ou muito próximo do valor de saída, indicando que a remoção está baixa ou inexistente. A eficiência de remoção ficou em média, em 14%, com eficiências negativas em algumas coletas. Para ortofosfato solúvel os valores de concentrações estão dispostos na Figura 5.

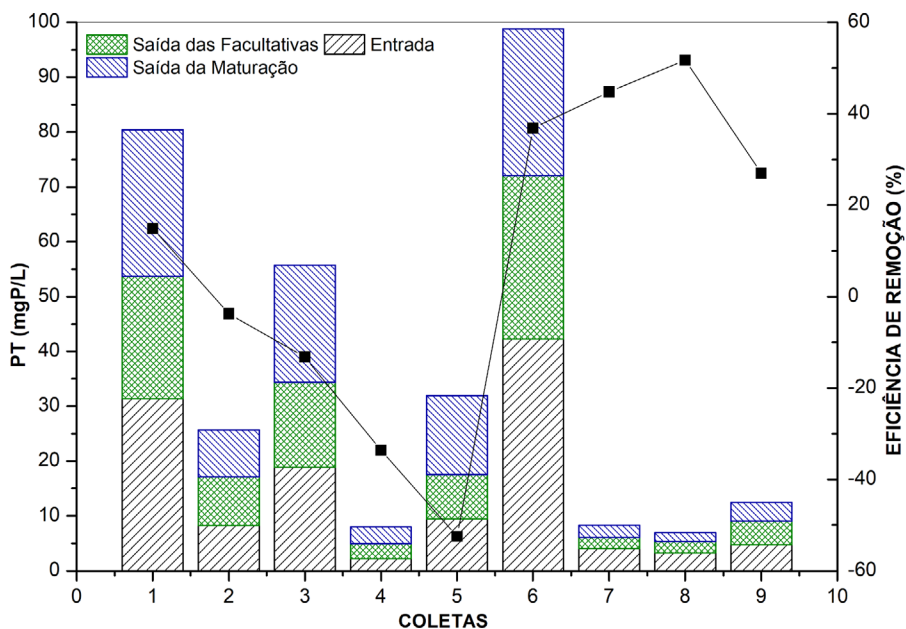


Figura 4 – Concentração de Fósforo Total ao longo das coletas.

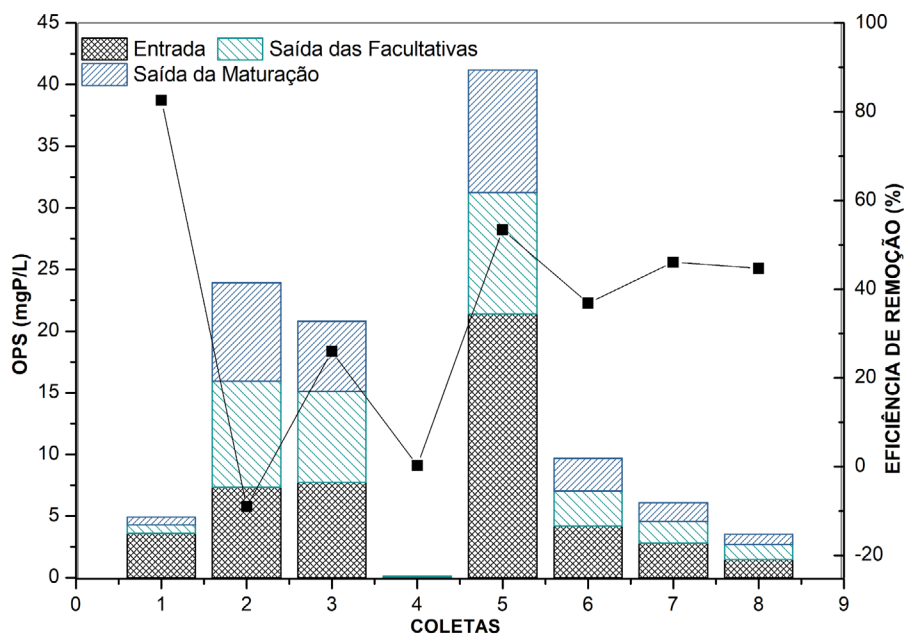


Figura 5 – Concentração de Ortofosfato Solúvel ao longo das coletas.

Os valores do ortofosfato solúvel variaram, na entrada das lagoas facultativas, entre 0,05574 mgP/L e 21,39916 mgP/L, enquanto a saída na lagoa de maturação variou entre 0,62216 mgP/L e 7,97293 mgP/L. Essa variação indica não apenas a presença de carga variável afluyente, mas também a possível ineficiência do sistema em reter ou remover o ortofosfato ao longo do tratamento; a eficiência média de remoção foi de 35,12%.

É importante destacar que, em diversos momentos, a concentração de ortofosfato na saída do sistema foi superior à da entrada, o que sugere que processos internos podem estar contribuindo com a liberação

de fósforo, como a decomposição da biomassa algal ou a remobilização do fósforo sedimentado no fundo das lagoas –fenômeno frequentemente associado a sistemas com alta produtividade algal e condições de assoreamento.

3.2 Aplicação dos modelos

Na Tabela 4, estão distribuídos os valores determinados do coeficiente de depuração de fósforo (K) e as funções erro para os modelos de fluxo pistão, mistura completa, fluxo disperso e reservatório no tocante do fósforo total para o módulo de lagoas facultativas e de lagoas de maturação.

Tabela 4 – Valores do coeficiente de depuração K e das funções erro de cada modelo para o sistema de lagoa facultativa seguida de lagoa de maturação para fósforo total.

LAGOAS FACULTATIVAS				
Parâmetros	FLUXO PISTÃO	MISTURA COMPLETA	FLUXO DISPERSO	RESERVATÓRIO
K 26,43°C (d ⁻¹)	0,02525	0,02902	0,02538168592	9,34121E-7
R ² ajustado	0,98018	0,97755	0,97755	0,97755
Erro Padrão	0,00235	0,00382	0,11183	1,75577E-9
SRQ	18,04042	17,68779	17,68779	1,76878E-5
Qui-quadrado reduzido	2,00449	2,21097	2,21097	2,21097E-6
Erro Quadrático Médio	2,00449	1,96531	1,96531	0,000001965
Raiz do Erro Quadrático Médio	1,41580	1,401895	1,40189	0,001401895
AIC	9,32	9,14	9,14	-115,20
AICc	9,89	9,71	9,71	-114,63
LAGOA DE MATURAÇÃO				
K 26,09°C (d ⁻¹)	0*	0*	-2,05E-01*	1,94496E-6
R ² ajustado	0,88562	0,88562	0,89649	0,89763
Erro Padrão	0,01416	0,01417	7520,2765	3,8868E-9
SRQ	102,3597	102,3597	92,62924	9,16137E-5
Qui-quadrado reduzido	12,79496	12,79496	11,57866	1,14517E-5
Erro Quadrático Médio	11,3733	11,3733	10,29214	0,00001018
Raiz do Erro Quadrático Médio	3,37243	3,37243	3,208136	0,00319050
AIC	24,94	24,94	24,04	-100,40
AICc	25,51	25,51	24,61	-99,82

*Não Converge. SRQ = Soma Residual de Quadrados; AIC = Critério de Informação de Akaike; AICc = Critério de Informação de Akaike Corrigido.

Para o módulo de lagoas facultativas, todos os modelos convergiram, apresentando valores de R² ajustado acima de 0,9, o que indica que os modelos se ajustam aos dados apresentados. O R² ajustado leva em conta o número de variáveis independentes no modelo e penaliza o modelo por incluir variáveis irrelevantes. Com relação à lagoa de maturação, nenhum dos modelos acusou ajuste aos dados experimentais, não gerando assim um valor de K.

O aumento supracitado pode ser um indicativo de problemas operacionais, ambientais e até de características inerentes a limitação do arranjo de lagoas e/ou uma limitação do sistema atual

das lagoas estudadas. Pode-se citar como um dos principais problemas a liberação de fósforo adsorvido nos sedimentos do fundo da lagoa; sob condições anaeróbicas ou de baixa concentração de oxigênio, este nutriente pode retornar à coluna d'água (Pellegrini *et al.*, 2008).

Outro fator relacionado à baixa remoção de fósforo no sistema é o assoreamento das lagoas. Esse processo ocorre pelo acúmulo de sedimentos, como sólidos em suspensão e matéria orgânica, no fundo da lagoa, reduzindo seu volume útil e, conseqüentemente, sua capacidade de tratamento, por diminuir a retenção de água e alterar as condições de

degradação da matéria orgânica e da remoção de nutrientes (Von Sperling, 2002).

Identificou-se que as lagoas anaeróbias e facultativas se encontram nessa situação, comprometendo assim o desempenho do sistema como um todo. Os valores de volume atual podem ser visualizados na batimetria apresentada na Figura 3. O volume útil das lagoas anaeróbias encontrou-se em torno de 30%; os valores de projeto previam 39.492,36 m³ para cada unidade, mas hoje apresentam volumes de 9.623,29 m³ e 8.147,83 m³, respectivamente, o que representa um percentual de sedimento de aproximadamente 70%, valor extremamente alto e que possivelmente está interferindo no desempenho das demais lagoas.

Segundo Domingos (2017), o assoreamento de lagoas resulta de falhas operacionais e ocasiona problemas ambientais graves, pois o acúmulo de areia impede que as bactérias – principalmente as que dependem de oxigênio para degradar a matéria orgânica – realizem o tratamento biológico com eficiência. Na Figura 6, visualiza-se uma das lagoas anaeróbias com presença de algas na superfície, evidenciando a baixa profundidade útil.

A proliferação de algas também influencia o aumento da concentração de fósforo total no efluente, principalmente na Lagoa de Maturação. Embora as algas consumam fósforo durante o seu crescimento, a sua morte e decomposição liberam o nutriente de volta à coluna d'água. Esse ciclo contínuo pode resultar em concentrações flutuantes de fósforo ao longo do tempo. Essa

preocupação com a contenção da biomassa algal na lagoa de maturação do sistema ETE Malvas foi constatada diversas vezes; observou-se que a lagoa apresentava contenções das algas por meio de bombonas (Figura 7).

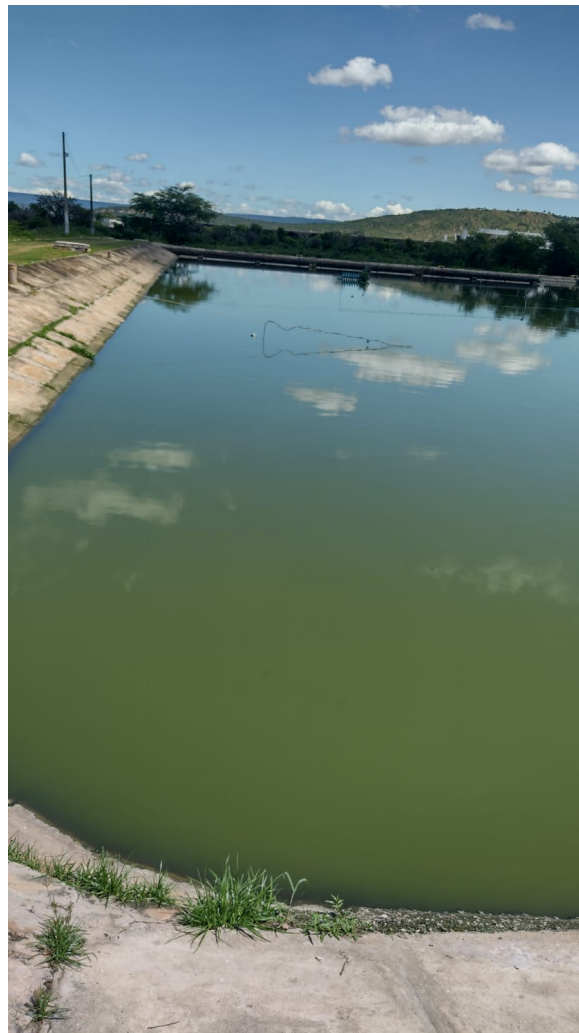


Figura 6 – Lagoa Anaeróbia do sistema ETE Malvas com presença de algas na superfície.



Figura 7 – Lagoa de Maturação do sistema ETE Malvas com contenção para algas.

Von Sperling (2017) descreve que o aumento da biomassa algal em lagoas de estabilização pode elevar temporariamente a concentração de fósforo, especialmente se as condições de luz e nutrientes forem favoráveis ao crescimento excessivo de algas. A floração de algas também pode criar

zonas de hipóxia na coluna d'água, o que, por sua vez, contribui para a liberação de fósforo dos sedimentos, como mencionado anteriormente.

Para o ortofosfato solúvel, os resultados para o coeficiente de depuração (K) e das funções erro estão dispostos na Tabela 5.

Tabela 5 – Valores do coeficiente de depuração K e das funções erro de cada modelo para o sistema de lagoa facultativa seguida de lagoa de maturação para ortofosfato solúvel.

LAGOAS FACULTATIVAS				
Parâmetros	FLUXO PISTÃO	MISTURA COMPLETA	FLUXO DISPERSO	RESERVATÓRIO
K 26,43°C (d-1)	0,04378	0,05846	0,03741	9,45548E-7
R ² ajustado	0,65917	0,65917	0,65917	0,65917
Erro Padrão	0,01277	0,02221	0,47042	8,03358E-9
SRQ	36,665	36,665	36,665	3,66655E-5
Qui-quadrado reduzido	5,23792	5,23792	5,23792	5,23792E-6
Erro Quadrático Médio	4,074	4,074	4,074	4,07E-06
Raiz do Erro Quadrático Médio	2,0184	2,0184	2,0184	0,002019
AIC	15,70	15,70	15,70	-108,64
AICc	16,27	16,27	16,27	-108,07

continua...

Tabela 5 – Continuação...

LAGOA DE MATURAÇÃO				
K 26,09°C (d-1)	0,01364	0,01422	0,0574161	1,95235E-6
R ² ajustado	0,97679	0,97679	0,97679	0,97679
Erro Padrão	0,00687	0,00746	0,26555	2,14796E-9
SRQ	2,37554	2,37554	2,37554	2,37553E-6
Qui-quadrado reduzido	0,33936	0,33936	0,33936	3,39362E-7
Erro Quadrático Médio	0,263945	0,263945	0,26395	2,64E-07
Raiz do Erro Quadrático Médio	0,51376	0,51376	0,51376	0,0005138
AIC	-8,93	-8,93	-8,93	-133,27
AICc	-8,36	-8,36	-8,36	-132,70

*Não Converge. SRQ = Soma Residual de Quadrados; AIC = Critério de Informação de Akaike; AICc = Critério de Informação de Akaike Corrigido.

Na modelagem dos dados de ortofosfato solúvel, os modelos de fluxo pistão, mistura completa e fluxo disperso obtiveram o mesmo valor de R² ajustado em torno de 0,6, não sugerindo um bom ajuste. Na Figura 8, visualizam-se os valores reais e os esperados pelos modelos para as lagoas facultativas.

Para o fósforo total, os modelos ajustaram-se melhor às concentrações das lagoas facultativas do que aos valores de ortofosfato, que ficaram fora do esperado. Na Figura 9, apresentam-se os gráficos referentes à lagoa de maturação, comparando os valores reais e os valores esperados.

Com relação aos valores da lagoa de maturação para fósforo total, dos quatro modelos, o único que convergiu foi o de Reservatório; os demais não se ajustaram aos valores. No caso do ortofosfato, os valores se ajustaram bem em relação aos modelos.

A comparação entre modelos hidráulicos indicou superioridade estatística do modelo do tipo reservatório para fósforo total e ortofosfato, com menores valores de erro quadrático médio (EQM), raiz do erro quadrático médio (RMSE) e critério de informação de Akaike (AIC), com peso de Akaike (w_i) igual a 1,0. Em contraste, os modelos de fluxo pistão, mistura completa e fluxo disperso apresentaram valores iguais de soma do quadrado dos resíduos (RSS), RMSE e AIC entre si, com Δ AIC superiores a 100,

indicando clara preferência estatística pelo modelo reservatório segundo o critério de Akaike (1974).

Entretanto, a interpretação dos resultados deve considerar as condições estruturais da lagoa em estudo, caracterizada pela operação prolongada sem dragagem e acúmulo histórico de lodo. O acúmulo de sólidos diminui o volume útil e o tempo de detenção hidráulica efetivo, favorecendo zonas mortas, curtos-circuitos internos e regimes de escoamento não ideais (Von Sperling, 2017). Esses efeitos são consistentemente relatados na literatura que analisa a hidrodinâmica de lagoas e o acúmulo de lodo: estudos numéricos demonstram que a presença de sólidos acumulados altera padrões de fluxo e promove a heterogeneidade hidráulica, que não é capturada por modelos simplificados (Nelson *et al.*, 2022).

Diante disso, a aparente superioridade do modelo reservatório pode estar associada à sua capacidade de representar um balanço de massa média em condições de escoamento desestruturado, não refletindo necessariamente uma representação física detalhada do comportamento do sistema. Portanto, com todas essas falhas operacionais apresentadas nos resultados, pode-se perceber que o sistema não apresenta mais características de um reator, e sim de um reservatório natural, no qual as implicações de assoreamento levam a um aumento da concentração de fósforo no meio.

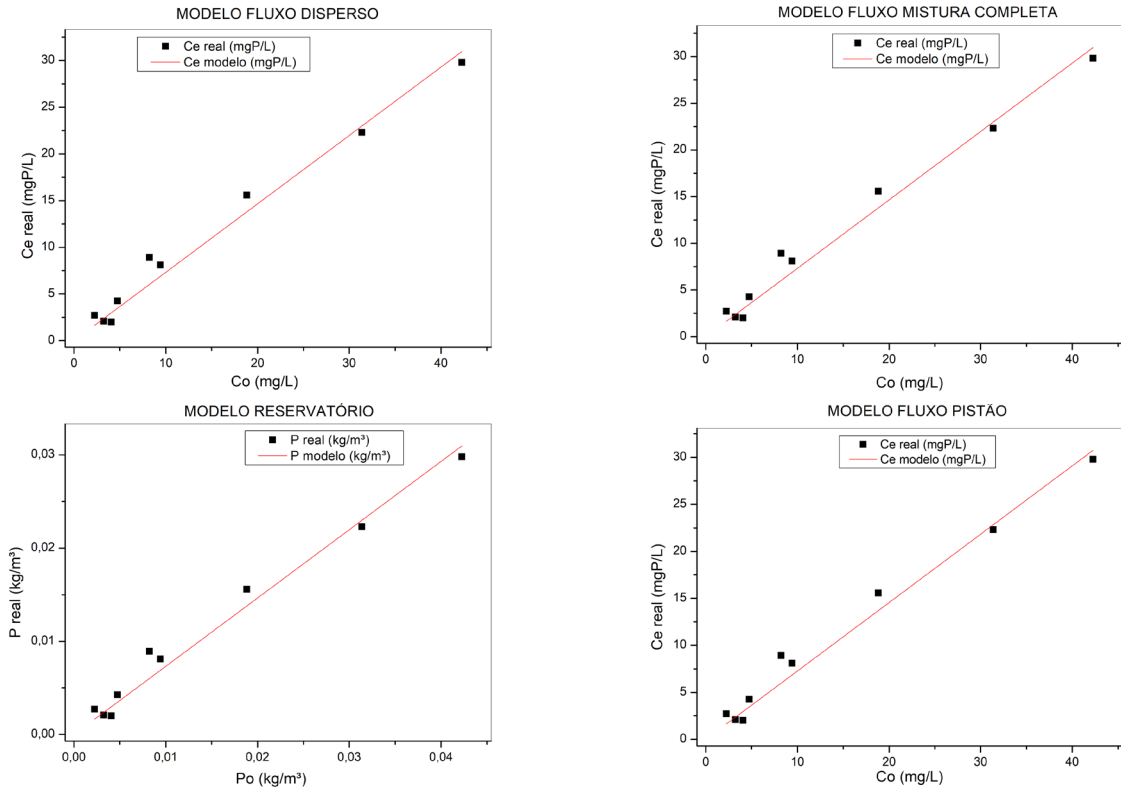


Figura 8 – Gráficos referentes aos valores reais de Concentração e os esperados para os modelos para Lagoas Facultativas. A - Fósforo Total e B - Ortofosfato Solúvel.

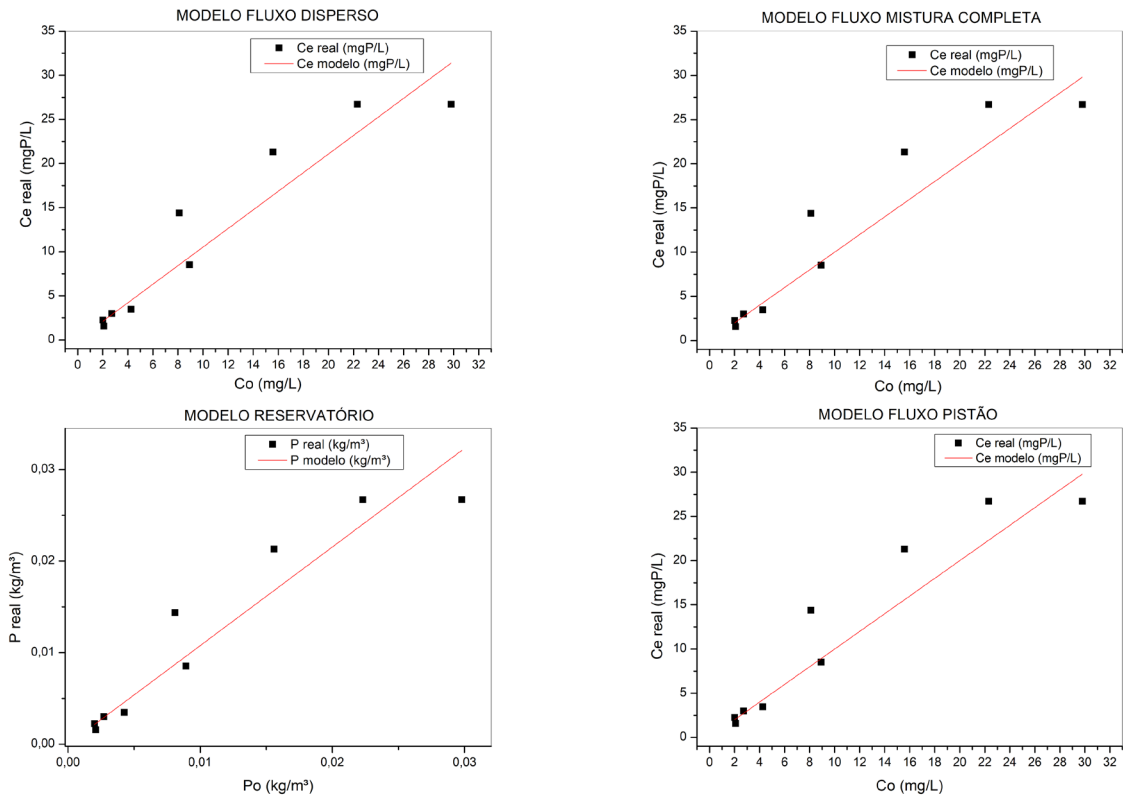


Figura 9 – Gráficos referentes aos valores reais de Concentração e os esperados para os modelos para Lagoa de Maturação, onde A - Fósforo Total e B - Ortofosfato Solúvel.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O modelo de reservatório proposto por Vollenweider apresentou melhor desempenho estatístico na representação do fósforo total e do ortofosfato solúvel nas lagoas da ETE Malvas. Entretanto, nenhum dos modelos avaliados pode ser considerado ideal para fins preditivos, em razão das discrepâncias observadas entre valores estimados e medidos no efluente final.

A limitação do ajuste não decorre apenas da formulação matemática dos modelos, mas principalmente do comprometimento estrutural do sistema, marcado pelo acúmulo histórico de lodo e redução do volume útil, que alteraram significativamente o regime hidráulico originalmente previsto. Nessas condições, os pressupostos de escoamento ideal deixam de representar adequadamente o comportamento real da unidade.

Tais achados não apenas evidenciam o comprometimento do desempenho atual da ETE, como também trazem implicações práticas importantes para o planejamento e gestão de sistemas semelhantes em regiões semiáridas, onde lagoas de estabilização ainda são amplamente adotadas por sua simplicidade e baixo custo. Em contextos como o do semiárido nordestino, a falta de normativas específicas sobre fósforo na Resolução CONAMA nº 430/2011 (Brasil, 2011) e na Resolução COEMA nº 02/2017 (Ceará, 2017) agrava o risco de impactos ambientais em corpos receptores eutrofizados.

Com isso, o trabalho demonstra que o modelo que obteve maior sucesso no ajuste estatístico foi o de Vollenweider (1968), mas esta conclusão não anula a necessidade de intervenções na ETE, como a dragagem urgente das lagoas, principalmente as anaeróbias, e/ou aeração artificial delas, para que haja o retorno das cargas de entrada das lagoas facultativas e o atendimento à taxa de aplicação

de projeto, já que o assoreamento influencia a liberação de fósforo do sedimento.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Silva JE, Araújo GM, Santos YT; **Metodologia:** Silva JE, Santos YT, Vieira CB, Martins LD, Simões FA; **Investigação:** Silva JE; **Redação - Primeira versão:** Silva JE, Santos YT; **Redação - Revisão & Edição:** Silva JE, Santos YT; **Recursos:** Teixeira RN.

6 REFERÊNCIAS

- AKAIKE, H. A new look at the statistical model identification. **IEEE Transactions on Automatic Control**, [s. l.], v. 19, n. 6, p. 716-723, 1974.
- APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AWWA – AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WEF – WORLD ECONOMIC FORUM. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23. ed. Washington: APHA, 2017.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional Do Meio Ambiente – Conama. **Diário Oficial**, Brasília, DF, 16 maio 2011. Seção 1, p. 89-92.
- CAVALCANTI, P. F. F. **Integrated application of the UASB reactor and ponds for domestic sewage treatment in tropical regions**. 2003. Thesis (PhD in Environmental Technology) – University of Wageningen, The Netherlands, 2003.
- CEARÁ. Conselho Estadual do Meio Ambiente Resolução COEMA nº 02, de 02 de fevereiro de 2017. Estabelece padrões e condições para o Lançamento de Efluentes Líquidos gerados por fontes poluidoras em corpos d'água receptores no estado do Ceará e dá outras providências. **Diário Oficial do Ceará**, Fortaleza, 2 fev. 2017.
- COSTA SANTOS, Y. T. *et al.* Sorption thermodynamic and kinetic study of cu(II) onto modified plant stem bark. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 31, p. 61740-61762, 2024. doi: <https://doi.org/10.1007/s11356-024-35194-6>.
- DOMINGOS, L. **Caracterização e avaliação da eficiência de sistemas de lagoas de estabilização no município de Mossoró – RN**. 2017. Dissertação (Mestrado em Ciências Naturais) – Universidade do Estado do Rio Grande do Norte, Mossoró, 2017
- GARCIA, J. *et al.* Wastewater treatment by pond systems: experiences in Catalonia, Spain. **Water Science and Technology**, [s. l.], v. 42, p. 35-42, 2000.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades**. 2022. Disponível em: <http://www.cidades.ibge.gov.br>. Acesso em: 25 maio 2024.

NELSON, B. J. *et al.* Predicting long-term solid accumulation in waste stabilisation lagoons through a combined CFD-process model approach. **Chemical Engineering Research and Design**, [s. l.], v. 184, p. 276-276, 2022.

NUNES, J. A. **Tratamento biológico de águas residuárias**. 3. ed. Aracaju: Gráfica Editora J. Andrade, 2012. v. 1.

PELLEGRINI, J. B. R. *et al.* Adsorção de fósforo em sedimentos e sua relação com a ação antrópica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 2639-2646, dez. 2008.

PICOT, B. *et al.* Comparison of the purifying efficiency of high rate algal pond with stabilization pond. **Water Science and Technology**, [s. l.], v. 25, n. 12, p. 197-206, 1992.

RACAULT, Y. *et al.* Waste stabilisation ponds in France: a report on fifteen years experience. **Water Science and Technology**, [s. l.], v. 31, n. 12, p. 91-101, 1995.

SNIS – SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2021**. Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2021.

VOLLENWEIDER, R. A. **Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication**. Paris: OECD, 1968.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. 3. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2017.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: lagoas de estabilização**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2002. v. 3.